Journal of Water and Soil
https://jsw.um.ac.ir

Research Article
Vol. 37, No. 1, Mar.-Apr. 2023, p. 77-94

Impact of Iron Ore Mining on the Concentration of some Heavy Metals and Soil Pollution Zoning (Case Study: Sangan Iron Ore Mine, Khaf-Iran)

R. Khashtabeh[1], M. Akbari[2]*, A. Heidari[3], A. Najafpour[4]

Received: 06-11-2022
Revised: 28-12-2022
Accepted: 09-01-2023
Available Online: 09-01-2023

How to cite this article:
Khashtabe, R., Akbari, M., Heidari, A., & Najafpour, A. (2023). Impact of Iron Ore Mining on the Concentration of some Heavy Metals and Soil Pollution Zoning (Case Study: Sangan Iron Ore Mine, Khaf-Iran). *Journal of Water and Soil 37*(1): 77-94. (In Persian with English abstract). https://doi.org/10.22067/jsw.2023.79471.1219

Introduction

One of the most fundamental global environmental challenges in the past two decades has been the issue of soil pollution and degradation. Soil, as an important environmental element, has played a significant role in food production, human health, and living organisms, but various factors, by both human and naturally have destroyed it. The exploitation of natural resources with activities such as mining and quarrying, as an anthropogenic action (caused by human activities), is one of the most important factors of human intervention in nature and also one of the environmental hazards of soil degradation, which has caused the spread of desertification. Sangan iron mines in Khaf city are the largest mines in the northeast of Iran. According to the geomorphological disturbances caused by the activity of Khaf iron ore mines and the geological composition of the region, there is a potential for causing pollution and destroying the soil around the mine. This research was conducted with the aim of evaluating the impact of mining activity on concentration of some heavy metals such as lead, iron, nickel, copper, and arsenic in the soil around the iron ore mine in Sangan area of Khaf city in Khorasan Razavi province. Realizing the polluted hotspots due to the concentration of heavy metals, as one of the important signs of soil pollution and the spread of desertification, is one of the goals of this research, and the results can be effective in making appropriate management decisions to prevent soil pollution and further destruction.

Materials and Methods

In order to conduct this research, 60 soil samples were systematically taken from a depth of 0-20 cm from two areas adjacent to the mine and control. The concentration of aqua regia extracted heavy metals was measured using an inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy (ICP-OES). In the first stage, the results were descriptive, and in the second part, after performing tests related to the normality of the data, they were inferential using the parametric independent t-test and Pearson's correlation coefficient in the statistical environment of the SPSS software. In order to quantify the level of soil contamination with heavy metals, geochemical indices including contamination factor, pollution load index, and enrichment factor were used. The pollution load zoning map of the area adjacent to the mine as well as the average enrichment map of lead and arsenic elements were prepared using the inverse distance weighting interpolation method in the ArcGIS environment.

Results and Discussion

The results of this research showed that the average concentrations of arsenic, copper, nickel, lead, and iron elements in the area near the mine were 12.71, 25.54, 34.59, 48.64, and 38860 mg/kg and in the control area were

1- Masters Science, Faculty Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran
2- Assistant Professor, Department of Desert Areas Management, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran
(*- Corresponding Author Email: m_akbari@um.ac.ir)
3- Assistant Professor, Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran
4- Professor, Faculty of Health, Mashhad University of Medical Sciences, Iran

8.57, 15.97, 32.13, 16.96, 29110 mg/kg, respectively. The comparison of the coefficient of variation (dispersion criterion) of heavy metals showed that the highest coefficient of variation among the metals is related to the lead with a value of 42.8%, as well as the coefficient of variation for other metals in the area adjacent to the mine also has a relatively high dispersion compared to the control area. In addition, it was found in all elements except for nickel ($p<0.05$), which indicates a significant difference in the average concentrations between the control area and the area adjacent to the mine. The correlation between lead element and nickel, copper and arsenic variables was inverse and there was a positive and very strong correlation between iron and copper and nickel with values of 0.8 and 0.76 respectively and nickel and copper with values of 0.82. The pollution coefficient of the lead elements in the area adjacent to the mine showed moderate to significant pollution levels, which is more polluted than other elements. The pollution load in the area near the mine showed that the value of this index was greater than one in the samples closer to the mining areas, which indicates the high contamination of the surface soil with these elements. Lead and arsenic elements in the area adjacent to the mine showed moderate to relatively intense enrichment. From the examination of all the pollution indicators used in this research, as well as the positive and very strong correlation between copper and nickel, the presence of these two elements in the soil of the study area showed no pollution. The comparison of the results obtained from the analysis of soil samples in the two areas of the control and adjacent to the mine showed an increase in the concentration of heavy metals (iron, lead, and arsenic, copper) in the area adjacent to the mining.

Conclusion

The results obtained from the analysis of soil samples and pollution indicators in the two control areas adjacent to the Sangan iron ore mine in Khaf city showed that the presence of iron ore industrial and mining sites in the study area and the spread of its wastes and tailings by seasonal and local winds, as well as the activities of humanity and the spread of these pollutants to other areas, can be one of the main reasons for the increase in the concentration of metal pollutants in the soils of this region.

Keywords: Desertification, Human activities, Heavy metals, Soil contamination indicators

نشریه آب و خاک
https://jsw.um.ac.ir

مقاله پژوهشی

جلد ۳۷، شماره ۱، فروردین- اردیبهشت ۱۴۰۲، ص. ۹۴-۷۷

تأثیر استخراج سنگ آهن بر غلظت برخی از فلزات سنگین و پهنه‌بندی آلودگی خاک (مطالعه موردی: معدن سنگ آهن سنگان، خواف-ایران)

ریحانه خشتابه[۱]- مرتضی اکبری[۲]*- آوا حیدری[۳]- علی اصغر نجف پور[۴]

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۸/۱۵
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۱۰/۰۷
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۰/۱۹

چکیده

این پژوهش با هدف ارزیابی اثرات برخی از فلزات سنگین همچون سرب، آهن، نیکل، مس، آرسنیک و پهنه‌بندی آلودگی خاک ناشی از آنها در مناطق اطراف معدن سنگ آهن سنگان شهرستان خواف در خراسان رضوی انجام شد. جهت انجام این تحقیق، تعداد ۶۰ نمونه خاک از عمق (۰-۲۰) سانتی‌متری به صورت سیستماتیک و از دو منطقه مجاور معدن و شاهد برداشت شد. غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه پلاسمای جفت شده القایی-آزمون طیف سنجی نشر نوری (ICP-AES) اندازه‌گیری گردید. آزمون نرمال بودن داده‌ها به صورت استنباطی با استفاده از آزمون پارامتریک t مستقل و ضریب همبستگی پیرسون انجام شد. برای کمّی نمودن میزان آلودگی خاک به فلزات سنگین، از شاخص‌های ژئو شیمیایی همچون فاکتور آلودگی، شاخص بارآلودگی و فاکتور غنی شدگی استفاده گردید. نقشه پهنه‌بندی بار آلودگی منطقه مجاور معدن و همچنین نقشه متوسط غنی شدگی عنصر سرب و آرسنیک نیز با استفاده از روش‌های درون‌یابی در محیط ArcGIS تهیه شد. نتایج بدست آمده نشان داد که میانگین غلظت عناصر آرسنیک، مس، نیکل، سرب و آهن در منطقه مجاور معدن به ترتیب ۱۲/۷، ۲۵/۵، ۳۴/۵، ۴۸/۶، ۳۸۸۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در منطقه شاهد به ترتیب ۸/۵، ۱۵/۹، ۳۲/۱، ۱۶/۹، ۲۹۱۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه ضریب تغییرات فلزات سنگین نیز نشان داد که بیشترین مقدار این ضریب مربوط به عنصر سرب با ۴۲/۸ درصد و سایر فلزات در منطقه مجاور معدن نیز پراکندگی نسبتاً بالایی را نسبت به منطقه شاهد داشته‌اند. در آزمون t مستقل، مشاهده شد که مقدار سطح معنی‌داری (p-value) در همه عناصر به غیر از عنصر نیکل کمتر از ۰/۰۵ بوده که بیانگر اختلاف معنی دار میانگین غلظت‌ها بین منطقه شاهد و منطقه مجاور معدن می‌باشد. بر اساس بررسی‌های صورت گرفته همبستگی بین عنصر سرب با متغیرهای نیکل، مس و آرسنیک از نوع معکوس بوده و همبستگی مثبت و بسیار قوی بین آهن با مس و نیکل به ترتیب با مقدار ۰/۸ و ۰/۷۶ و نیکل با مس با مقدار ۰/۸۲ وجود دارد. ضریب آلودگی عنصر سرب در منطقه مجاور معدن، مقادیر آلودگی متوسط تا قابل توجه را نشان داد که نسبت به سایر عناصر از آلودگی بیشتری برخوردار می‌باشد. عنصر سرب و آرسنیک در منطقه مجاور معدن، غنی‌شدگی متوسط تا نسبتاً شدید را نشان دادند. مقایسه نتایج بدست آمده از آنالیز نمونه‌های خاک در دو منطقه شاهد و مجاور معدن با یکدیگر نشان از افزایش غلظت فلزات سنگین آهن، سرب، آرسنیک و مس در منطقه مجاور معدن‌کاری بوده است. میانگین غلظت عنصر آرسنیک و آهن احتمال بروز سمیت در آینده را هشدار می‌دهد. حضور دو عنصر مس و نیکل در خاک منطقه تحت تأثیر عوامل طبیعی و زمین‌زاد است. درنتیجه می‌توان به این مهم دست یافت که در صورتی که آلاینده‌های حاصل از معدن‌کاری سنگ آهن در مناطق مجاور معدن کنترل نشود و به دنبال آن روند بیابان‌زایی تکنوژنیک مهار نگردد. علاوه بر بروز مشکلات زیست‌محیطی متعدد تأثیر شگرفی بر بوم نظام منطقه خواهد گذاشت.

واژه‌های کلیدی: بیابان‌زایی، شاخص‌های آلودگی خاک، فعالیت‌های انسانی، فلزات سنگین

۱- کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی و محیطزیست، دانشگاه فردوسی مشهد، ایران
۲- استادیار، گروه مدیریت مناطق خشک و بیابانی، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه فردوسی مشهد، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: m_akbari@um.ac.ir)
۳- استادیار، گروه محیطزیست، دانشکده منابع طبیعی و محیطزیست، دانشگاه فردوسی مشهد، ایران
۴- استاد، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مشهد، ایران

DOI: 10.22067/jsw.2023.79471.1219

مقدّمه

یکی از اساسی‌ترین چالش‌های محیطزیستی جهان در دو دهه‌ی گذشته تاکنون، مسأله‌ی آلودگی و تخریب خاک بوده است (Sahu and Dash, 2011; Damian *et al*., 2018). هرچند خاک به عنوان یک عنصر مهم محیطی، نقش بسزایی در تولید مواد غذایی، سلامت انسان‌ها و موجودات زنده داشته، اما عوامل مختلفی چه انسانی و چه طبیعی باعث تخریب آن شده است (Akbari *et al*., 2016; Feyzi Koshki *et al*., 2019). براساس گزارشات و آمار رسمی منتشر شده توسط سازمان جهانی غذا و کشاورزی[1] و برنامه محیطزیست سازمان ملل[2] (۲۰۱۸)، بهره‌برداری از منابع‌طبیعی با فعالیت هایی همچون معدنکاری و معدنکاوی، به منزله کُنِشی آنتروپوژنیکی (ناشی از فعالیّت‌های انسانی)، یکی از مهم‌ترین عوامل دخالت بشر در طبیعت و از مخاطرات محیطی تخریب خاک بوده و باعث گسترش بیابان‌زایی شده است (Darwish *et al*., 2011; Cocheci *et al*., 2019; Khashtabeh *et al*., 2020). هرچند معادن به عنوان یک صنعت مادر به لحاظ تولید کانی‌ها و سایر مواد معدنی برای زندگی روزمره انسان‌ها یک امر ضروری می‌باشد (Teplická *et al*., 2021)، امّا استخراج فلزات از معادن آثار تخریبی بسیار گسترده‌ای بر منابع آب، خاک، هوا و موجودات زنده داشته است (Hubert *et al*., 2019). معدن‌کاری و معدن‌کاوی با عملیاتی همچون تسطیح اراضی، برداشت خاک، حفر گودال و عملیات بهره‌برداری، باعث کاهش کیفیت و بهم ریختگی خاک شده و در نهایت آلودگی خاک را به همراه خواهد داشت (Sahu and Dash, 2011). فلزات سنگین از آلاینده‌های مهّم معدنی محیطی هستند که در غلظت‌های خیلی کم نیز سمّی می‌باشند. زمانی که غلظت مواد سمّی از آستانه مشخصی تجاوز کند، حاصلخیزی یا توان تولید زمین ممکن است به صفر کاهش یابد. مطالعات مختلف نشان می‌دهند که افزایش حجم آلاینده‌ها ناشی از فلزات سنگین، موجب کاهش و یا از بین رفتن میکروارگانیسم‌های خاک، کاهش کربن آلی خاک، از دست دادن تنوع زیستی، از دست دادن باروری خاک و کاهش حاصلخیزی، از بین رفتن پوشش گیاهی، عدم تعادل عنصری، اسیدی شدن، فرسایش و تخریب خاک و در نهایت گسترش بیابان‌زایی می‌گردند (Mbaya, 2013; Rajeshkumar *et al*., 2018). نتایج ارزیابی‌های محیطی در منطقه سنگ آهنی در چاتیسگر هند نشان داد که استخراج سنگ آهن آثاری همچون فرسایش خاک، تخریب زمین، آلودگی آب و خاک را به همراه داشته و باعث گسترش بیابان‌زایی در مناطق اطراف معدن سنگ آهن شده است (Das, 2014). مطالعات انجام شده در ایران نیز نشان داده است که فعالیتها و بهره‌برداری از معادن باعث انتشار عناصری همچون آرسنیک (As)، کادمیم (Cd)، کروم (Cr)، نیکل (Ni)، مس (Cu)، روی (Zn)، آهن (Fe) و سرب (Pb) و آلودگی خاک شده است (Dabiri *et al*., 2017; Sanjari, 2017; Sistani *et al*., 2017; Shamsaddin *et al*., 2020; Hosseinniaee *et al*., 2021). ایران نیز با توجه به اینکه یک کشور در حال توسعه بوده و برای پیشرفت خود ناچار بـه توسـعه معادن می‌باشد از این قاعده مستثنی نبوده و فعالیـت‌هـای معدنکاوی همچون استخراج و فرآوری فلزات در دو سه دهه گذشته زمینه تشدید آلودگی خاک به فلزات سنگین را افزایش داده و موجب گسترش بیابان‌زایی در برخی از استان‌های معدنی کشور شده است (Rezaeipour Baghdar *et al*., 2015; Khashtabeh *et al*., 2021; Zanganeh *et al*., 2022; Akbari *et al*., 2020a). بنابراین، مطالعه و استفاده از روش‌های مختلف جهت ارزیابی اثر غلظت فلزات سنگین در مناطق اطراف معادن، به خصوص سنگ آهن به طور مستمر از مهم‌ترین اقدامات می‌باشد که در نتیجه آن می‌توان میزان آلودگی خاک (Yangmin *et al*., 2006; Dabiri *et al*., 2017) را بررسی و از گسترش بیابان‌زایی تکنوژنیک (بیابان‌زایی ناشی از فعالیت‌های انسانی) در اطراف معادن سنگ آهن پیش‌گیری نمود (Akbari *et al*., 2020b).

برای ارزیابی اثرات غلظت فلزات سنگین ناشی از معادن، محققین مختلفی در سراسر جهان روش‌هایی را توصیه نموده‌اند که از مهم‌ترین آنها می‌توان به شاخص‌های فاکتور آلودگی[3] (Hakanson, 1980)، شاخص بارآلودگی[4] (Thomilson *et al*., 1980)، فاکتور غنی‌شدگی[5] (Nikolaidis *et al*., 2010) اشاره نمود. لذا، با توجه به اهمیت معدن سنگ آهن سنگان خواف در شرق کشور و وجود تولید باطله‌های معدنی و دپوی سنگ آهن در محدوده سنگ شکن‌ها و ماشین‌آلات (Saadati, 2016)، و رفت و آمد روزانه حدود ۸۰۰ تریلر و کامیون (Sanjari, 2017)، و همچنین بادهای ۱۲۰ روزه سیستان که موجب جابه جایی ذرات شده و به تخریب هر چه بیشتر محیط دامن می‌زند؛ الزام انجام این پژوهش را با هدف ارزیابی اثر غلظت برخی از

1- FAO
2- UNEP
3- Contamination Factor
4- Pollution Load Index
5- Enrichment Factor

فلزات سنگین بر آلودگی و تخریب خاک، پهنه‌بندی و سنجش آلودگی محیط ناشـــی از آن فلزات را دو چندان می‌نماید. بطوریکه مهم‌ترین گام در راستای چاره اندیشـی و نیـز پیش‌گیـری از گسـترش تخریب خاک در اطراف معادن، آگاهی و شناخت از وضعیت آلودگی است. لذا، در این پژوهش، تهیه نق شه‌های پهنه‌بندی آلودگی خاک با ا ستفاده از شاخص‌های اشاره شده فوق و آگاهی از مکان‌های هاتاسپات[1] آلوده ناشی از غلظت فلزات سنگین به عنوان یکی از نشانه‌های مهم آلودگی خاک و گسـترش بیابان‌زایی، از اهداف این پژوهش بوده و امیداسـت نتایج بد ست آمده بتواند در ت صمیم‌گیری‌های منا سب مدیریتی برای جلوگیری از آلودگی و تخریب بیشـتر خاک ناشـی از عناصـر فلزات سنگین معادن سنگ آهن موثر باشد.

مواد و روش‌ها

معرّفی منطقهٔ مورد مطالعه

سنگ آهن سنگان شهر ستان خواف با موقعیت جغرافیایی "۲۸ '۲۲ °۶۰ شـرقی و "۲۲ '۲۷ °۳۴ شـمالی در فاصـله ۳۰۰ کیلومتری جنوب شـرقی مشـهد، ۶۸ کیلومتری جنوب غرب شـهر تایباد، ۴۰ کیلومتری جنوب شـرقی شـهر خواف و ۱۸کیلومتری شـمال شـرقی شهرستان سنگان واقع شده است. حداکثر ارتفاع از سطح آب‌های آزاد منطقه ۱۸۱۲ متر است. از جمله مشخصات کانسار سنگ آهن سنگان خواف، دارا بودن عیار ۵۴ درصد (Golmohammadi *et al*., 2015)، پایین بودن میزان فسفر، گسترش زیاد و حجیم بودن مواد معدنی است (Golmohammadi *et al*., 2017; Khashtabeh *et al*., 2021). از مهـمتـرین بادهـای محلـی آن می‌توان به باد ۱۲۰روزه سیستان اشـاره نمود که در جهتی شـمال شـرقی به جنوب غربی می‌وزد و به علت عبـور از د شت‌های تایباد و خواف و سرعت ن سبتاً زیاد، باعث فر سایش خاک و در نتیجه گرد و خاک می شود. کان سار سنگ آهن سنگان خواف را جزئی از کمربند آتشفشانی- نفوذی خواف- کاشمر- بردسـکن معرفی کردند بخش عمده کانسـار آهن سـنگان از مگنتیت تشکیل شده است و کانسنگ‌های آهن‌دار هماتیت، لیمونیت و گوتیت در این محدوده دیده می‌شـود و کانی‌های سـولفوری عمده، شـامل پیریت، کالکوپیریت، مارکاسـیت و پیروتیت می‌باشـد (Mazhari, 2016). منطقه مورد مطالعه بر روی نهشـته‌های کواترنری دشـت خواف واقع گردیده اسـت و به لحاظ سـنگ‌شـناسـی از تنوع چندانی برخوردار نمی‌با شد (Khashtabeh *et al*., 2021). طبق آمار منت شره در سالنامه آماری ا ستان خرا سان ر ضوی (۱۳۹۵)، شهر ستان خواف دارای ۳۳۱۸۹ نفر جمعیت می باشـد که در فعالیت های همچون معدن‌کاری مشغول به فعالیت هستند (Khashtabeh *et al*., 2021).

شـکل ۱ موقعیّت منطقه مورد مطالعه و موقعیت نمونه های خاک برداشت شده را نشان می‌دهد.

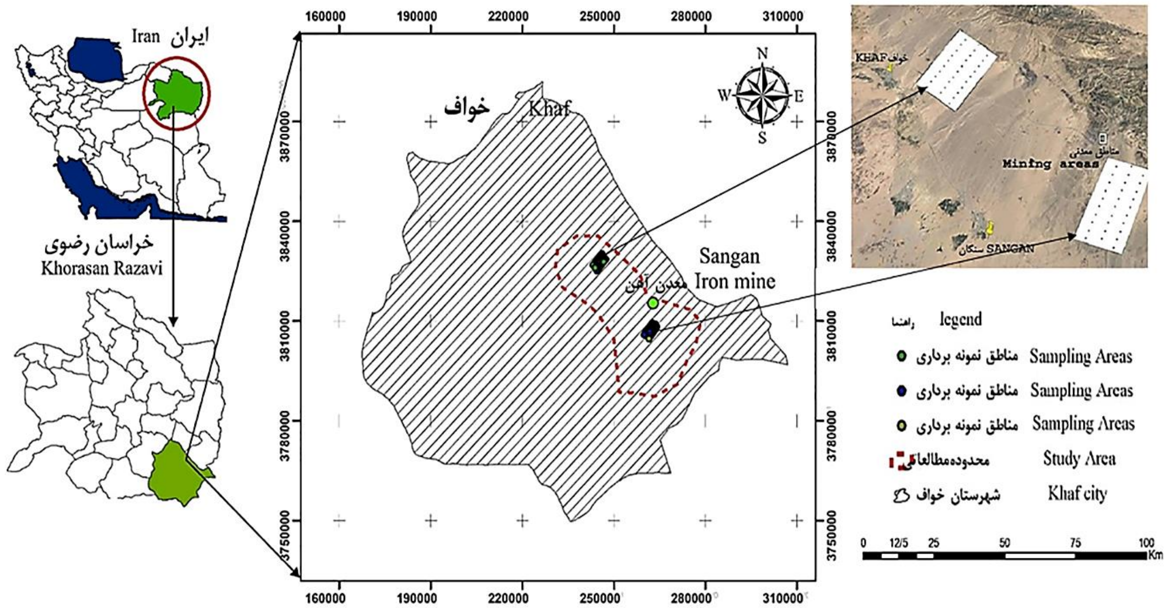
روش نمونه‌برداری

در بررسـی روند و میزان آلودگی خاک منطقه‌ی مورد مطالعه به فلزات سنگین همچون آر سنیک، مس، آهن، سرب، نیکل، تعداد ۶۰ نمونه خاک سطحی از عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری خاک (Xiaoa *et al*., 2017) بر ا ساس یک الگوی م شخص (فا صله و موقعیت نمونه‌ها) و به صورت سیستماتیک برداشت شد. نمونه‌ها از دو مکان شاهد و نمونه و در محدوده‌ای به وسـعت ۲۰ کیلومتر مربع، از زمین‌های دسـت نخورده و فاقد کشـت می‌باشـند (لازم به توضـیح اسـت که از نظر کاربری، خاک این مناطق جزء اراضـی مرتعی فقیر و تنک بوده و عموماً مورد اسـتفاده چرای دام در زمان دامداری قرار می‌گیرند). لازم به توضیح است که به دست آوردن نمونه‌ی واقعاً دست نخورده خاک تقریباً غیرممکن اسـت، به همین دلیل اسـتفاده عمومی از اصـطلاح دسـت نخورده به آن معنی اسـت که برای تهیه نمونه دقت شـده تا حداقل دسـت خوردگی در سـاختار خاک موجود ایجاد شـده باشـد. همانطور که ا شاره شد نمونه برداری خاک شامل دو بخش؛ - نمونه برداری از خاک‌های مجاور معدن (گروه آزمایش) با متوسـط فاصـله ۵کیلومتر از معدن - نمونه برداری از خاک‌های منطقه شـاهد (گروه کنترل) با متوسط فاصـله ۳۵ کیلومتر از معدن بوده اسـت. به‌طوریکه تعداد ۳۰ نمونه از منطقه مجاور معدن به وسعت ۱۰کیلومتر مربع و ۳۰ نمونه نیز از منطقه شاهد به و سعت ۱۰ کیلومتر مربع بردا شت گردید (Xiaoa *et al*., 2017; Aluko *et al*., 2018; Tepansyan *et al*., 2018). مناطق نمونه برداری به گونه‌ای انتخاب شـدند که محدوده‌ی منطقه‌ی مورد مطالعه را تا حد زیادی پوشش دهد.

نمونه‌ها با اسـتفاده از بیل و بیلچه برداشـت و به مقدار ۱ کیلوگرم در کیسه‌های زیپ پلاسـت قرار داده شدند. برای هضم و آماده‌سازی نمونه‌ها، از روش تیزاب سـلطانی (Aqua regia) اسـتفاده گردید. در این روش میزان ۵ میلی‌لیتر اسـ ید نیتر یک غلیظ و ۱۵ میلی‌لیتر هیدروکلریک ا سید غلیظ به هر نمونه ا ضافه و سپس نمونه‌ها به مدت یک شـبانه روز در دمای محیط قرار داده شـده‌اند. سـپس نمونه‌ها در درون بن ماری و در دمای حدود ۹۵-۱۰۵ درجه سانتیگراد حرارت داده شدند تا عملیات هضم، کامل و مایع شفافی حاصل شود. در نهایت در صورت م شاهده ر سوب، نمونه‌ها را از کاغذ صافی (واتمن ۴۱) عبور داده و در بالن ژوژه ۵۰ میلی‌لیتری به حجم ر سانده شدند (Salman, 2019). برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک از دسـتگاه پلاسـمای جفت شـده القایی ICP-OES[2] و در محیط آزمای شگاه مرکزی دان شگاه فردو سی م شهد ا ستفاده شد. روش مورد نظر فاکتور غلظت را در نمونه‌ها تو سط د ستگاه ا سپکترومتری ن شری پلاسمای جفت شده القایی ارائه می کند (Wiel, 2003).

1- Hotspot

2 - Inductively Coupled Plasma–Atomic Emission Spectrometer



شکل ۱- موقعیت و الگوی نمونه برداری خاک در منطقه مورد مطالعه

Figure 1– Location and soil sampling patterns in the study area

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

در این پژوهش علاوه بر آزمون چولگی و کشیدگی برای بررسی نرمال بودن یا نبودن توزیع داده‌ها از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف استفاده شد (Hosseinniaee *et al*., 2021). تحلیل‌های آماری در محیط نرم افزاری SPSS نسخه ۲۶ انجام گردید. آزمون t مستقل جهت تحلیل تفاوت میانگین غلظت فلزات سنگین در گروه آزمایش (منطقه مجاور معدن) و گروه کنترل (منطقه شاهد) استفاده شد (Dashti amirabad *et al*., 2012) . ضریب همبستگی پیرسون نیز برای بررسی همبستگی خطی بین متغیرهای مختلف در گروه آزمایش به کار برده شد (Haghparast and Torshizian, 2019; Rastmanesh *et al*., 2010).

تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی آلودگی خاک

نقشه پهنه‌بندی آلودگی خاک با استفاده از شاخص‌های معرفی شده در این پژوهش و در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی ArcGIS 10.6 و با روش‌های آنالیز مکانی زمین آمار انجام گرفت. در این مطالعه برای تهیه نقشه پراکنش سطحی فلزات سنگین و طبق مقادیر بدست آمده برای هر نمونه خاک، از روش درون‌یابی IDW استفاده شد (Xiao *et al*., 2016; Akbari *et al*., 2020). وزن محاسبه شده برای هر نقطه در روش IDW وابسته به توان اعمال شده طبق رابطه ۱ بدست آمد (Chen and Liu, 2012).

$$W_i=\frac{Di^{-a}}{\sum_{i:1}^{n} Di^{-a}} \quad \text{رابطه ۱}$$

که در آن W_i وزن نقطه i ام، D_i فاصله نقطه i ام تا نقطه مجهول و a معادل توازن وزن‌دهی می‌باشد.

شاخص‌های آلودگی خاک

الف) فاکتور آلودگی[1]: از فاکتور آلودگی برای تعیین مقدار آلودگی خاک استفاده می‌شود و از تقسیم غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به دست می‌آید (Hakanson, 1980).

$$CF = {C_{metal}}/{C_{background}} \quad \text{رابطه ۲}$$

در رابطه ۲ C_{metal} غلظت عنصر مورد نظر در نمونه و $C_{background}$ غلظت عنصر مورد نظر در زمینه که معمولاً متوسط غلظت در شیل (مقیاس) جهانی (Turekian and Wedepohl, 1961) یا متوسط غلظت در بخش بالایی پوسته قاره‌ای (Tylor and Mclennan, 1995) در نظر گرفته می‌شود؛ در این مطالعه از متوسط غلظت مقیاس جهانی (Turekian and Wedepohl, 1961) با مقادیر (As=۱۳، Cu=۴۵، Pb=۲۰، Ni=۶۸، Fe=۴۷۲۰۰) میلی گرم بر کیلو گرم استفاده شده است.

1- Contamination Factor = CF

جدول ۱- رده بندی مقادیر فاکتور آلودگی خاک (Hakanson, 1980)

Table 1- Classification of soil Contamination factor values (Hakanson, 1980)

Value مقدار	CF < 1	1 ≤ CF < 3	3 ≤ CF < 6	CF ≥ 6
CF سطح leve CF	آلودگی پایین Low contamination	آلودگی متوسط Moderate contamination	آلودگی قابل توجه (نسبتاً شدید) Considerable contamination (relatively intense)	آلودگی بسیار بالا Very high contamination
Code کد	A	B	C	D

هاکا سون (Hakanson, 1980) فاکتور آلودگی را در ۴ رده بیان نموده که در جدول ۱ رده‌بندی مقادیر فاکتور آلودگی ن شان داده شده است. طبق روش هاکانسون، درجات آلودگی از کم تا زیاد و به صورت کدهای A تا D کدگذاری و مشخص می‌شوند.

ب) شـــاخص بار آلودگی[1]: این شـــاخص برای ارزیابی کل درجه آلودگی در خاک استفاده می‌شود. مزیتی که شاخص بار آلودگی نسبت به شاخص‌های دیگر دارد، این است که در این شاخص ریسک آلودگی به همه فلزات، در منطقه م شخص می شود و این شاخص راه آ سانی برای اثبات تخریب خاک در اثر انبا شت فلزات سنگین است ا (Kowalska *et al.*, 2018). با ا ستفاده از این شاخص می‌توان بار آلودگی کل فلزات را در منطقه ارزیابی نمود. زیرا یک شاخص آلودگی تجمعی است که از شاخص منفرد CF بدست می‌آید. در واقع با استفاده از این شاخص می‌توان به میزان تخریب خاک ناشی از آلودگی فلزات سنگین در منطقه دست یافت. شاخص بار آلودگی برای یک سایت ویژه توسط روشـی که تاملیسـون در سـال ۱۹۸۰ (Thomilson *et al.*, 1980) ارائه داده است، ارزیابی می‌شود. این پارامتر با رابطه‌ی ۳ بیان می‌شود:

$$PLI=\sqrt[n]{Cf1 \times Cf2 \times \dots \dots .. \times Cfn} \quad \text{رابطه۳}$$

در رابطه فوق، n تعداد فلزات اســـت که در این مطالعه ۵ نوع فلز بر سی شده ا ست و CF نیز فاکتور آلودگی می‌با شد. مزیتی که این شاخص نسبت به سایر شاخص‌های آلودگی دارد این ا ست که در آن ریسک آلودگی به همه فلزاتی که در منطقه مورد مطالعه قرار می‌گیرد، م شخص می شود. PLI یک شاخص انتگرالی مهم در بر سی میزان آلودگی منطقه اســت که هر چه از عدد یک بالاتر باشــد، مراتب آلوده بودن به فلزات در منطقه غیرآلوده را نشان می‌دهد. اگر PLI≥۱ باشد بیانگر آلودگی و اگر PLI<۱ بیانگر غیرآلوده بودن خواهد بود (Jorfi *et al.*, 2017).

ج) فاکتور غنی‌شـــدگی[2]: این فاکتور روش مناســبی جهت تعیین منشـأ طبیعی و انسـان‌زاد آلودگی اسـت و از رابطه ۴ طبق روش زیر محاسبه می‌شود (Nikolaidis *et al.*, 2010).

$$EF = \left[{C_x \, (sample)} / {C_{ref} (sample)} \right] / \left[{B_n (background)} / {B_{ref} (background)} \right] \quad \text{رابطه ۴}$$

در رابطه فوق، EF فاکتور غنی شدگی، Cx غلظت فلز مورد نظر در نمونه (خاک)، C_{ref} غلظت فلز مرجع (Fe) در نمونه، B_n غلظت همان فلز در یک محیط مبنا (پوسته زمین) و B_{ref} غلظت فلز مرجع درمحیط مبنا (پوسته زمین) است (Tylor, 1964). عنصر مرجع عنصری است که تغییرات اندکی درمحیط داشـــته و غلظت آن در محیط متأثر از فعالیت‌های انسان نباشد (عنصری که منشأ کاملاً زمین‌شناسی داشته باشـــد). در این مطالعه آهن با مقدار ۴۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، به عنوان عن صر مرجع (Nikolaidis *et al.*, 2010) و آر سنیک با ۱/۸، مس با مقدار ۵۵، ســـرب با مقدار ۱۳ و نیکل با مقدار ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در محیط مبنا (پوسته) در نظر گرفته شده است. بر اساس نظر ژانگ و همکاران در ســال ۲۰۰۷ (Zhang *et al.*, 2007) زمانی که مقدار EF بین ۰/۵ و ۱/۵ اســت، فلزات کمیاب به طور کامل منشــأ پوســته‌ای دارند و زمانی که مقدار EF بیشــتر از ۱/۵ اســت، بخش فراوانی از عناصر توسط منابع دیگر تأمین شده‌اند (انسان‌زاد). در جدول ۲ رده بندی در جه آلودگی (Sutherland, 2000) بر مب نای فاکتور غنی‌شدگی آورده شده است.

نتایج و بحث

تو صیف آماری داده‌ها اولین قدم در را ستای سامان‌دهی داده‌ها و اطلاع از وضعیت توزیع آن‌ها است. نتایج بدست آمده در جدول‌های ۳ و ۴ مهم‌ترین ویژگی های آماری داده های اولیه عناصـــر ســـنگین آرســـنیک، مس، نیکل، ســـرب، آهن خاک‌های مورد بررســـی در این پژوهش را نشان داد.

1 - Pollution Load Index = PLI

2- Enrichment Factor = EF

جدول ۲- رده بندی درجه آلودگی بر مبنای فاکتور غنی شدگی (Sutherland, 2000)

Table 2- Classification of the degree of pollution based on the values of the enrichment factor (Sutherland, 2000)

Value مقدار	EF < 1	1≤ EF<3	3≤ EF <5	5 ≤EF< 10	10 ≤EF< 25	25≤ EF <50
رده‌بندی مقدار آلودگی Classification of the amount of pollution	بدون غنی شدگی No enrichment	غنی‌شدگی اندک Low enrichment	غنی‌شدگی متوسط Moderate enrichment	غنی‌شدگی قابل ملاحظه (نسبتاً شدید) Significant enrichment (relatively intense)	غنی‌شدگی شدید Very high enrichment	غنی‌شدگی بسیار شدید Extremely high enrichment
Code کد	A	B	C	D	E	F

جدول ۳- آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک مجاور معدن

Table 3– Descriptive statistics of heavy metal concentration in the soil samples of the adjacent area's mine

عنصر Element	حداقل Minimum (mg kg^{-1})	حداکثر Maximum (mg kg^{-1})	میانگین Mean (mg kg^{-1})	میانه Median (mg kg^{-1})	انحراف معیار Standard Deviation (mg kg^{-1})	ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation (%)	دامنه تغییرات Variation range (mg kg^{-1})	چولگی Skewness	کشیدگی Kurtosis
آرسنیک As	9.4	18.9	12.7	12.1	2.4	19.2٪	9.5	0.9	0.2
مس Cu	18.3	46.4	25.5	23.05	6.4	25.1٪	28.05	1.5	2.5
نیکل Ni	19.1	49.3	34.5	35.9	9.2	26.8٪	30.2	0.19	1.1
سرب Pb	21.9	95.7	48.6	47.7	20.8	42.8٪	73.8	0.50	0.5
آهن Fe	29200	62400	38860	37000	7430.02	19.1٪	33200	1.6	3.1

جدول ٤- آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه شاهد

Table 4– Descriptive statistics of heavy metal concentration in the soil samples of witness area

عنصر Element	حداقل Minimum (mg kg^{-1})	حداکثر Maximum (mg kg^{-1})	میانگین Mean (mg kg^{-1})	میانه Median (mg kg^{-1})	انحراف معیار Standard Deviation (mg kg^{-1})	ضریب تغییرات (درصد) Coefficient of variation (%)	دامنه تغییرات mg kg−1 Variation range (mg kg^{-1})	چولگی Skewness	کشیدگی Kurtosis
آرسنیک As	7.6	9.9	8.5	8.4	0.60	7٪	2.2	0.4	-0.7
مس Cu	11.05	21.3	15.9	16.04	2.8	17٪	10.2	0.2	-0.8
نیکل Ni	17.5	40.7	32.1	32.8	5.8	18٪	23.2	-0.50	-0.40
سرب Pb	13.1	24.5	16.9	16.5	2.4	14.6٪	11.3	1.6	3.87
آهن Fe	24400	37200	29110	28500	3210.04	11٪	12800	0.8	0.5

براساس نتایج در جدول ۳ میانگین غلظت عناصر آرسنیک، مس، نیکل، سـرب و آهن به ترتیب ۱۲/۷، ۲۵/۵، ۳۴/۵، ۴۸/۶، ۳۸۸۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست آمد و همچنین در منطقه شاهد (جدول ۴) میانگین غلظت عناصـر به ترتیب ۸/۵، ۱۵/۹، ۳۲/۱، ۱۶/۹، ۲۹۱۱۰ میلی‌گرم برکیلوگرم شد. بیشترین مقدار میانگین فلز در منطقه مجاور معدن، برای آهن ۳۸۸۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین آن برای

آرسنیک با مقدار ۱۲/۷۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست آمد. در منطقه شاهد بیشترین میانگین متعلق به عنصر آهن با مقدار ۲۹۱۱۰ و کمترین عنصر آرسنیک با مقدار ۸/۵۷ می‌باشد. مقدار متوسط غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌ها با میانگین غلظت آنها در شیل (مقیاس) جهانی که قبلاً به آن اشاره شده است، مقایسه شد. عنصر سرب در منطقه مجاور معدن با مقدار متوسط ۴۸/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بالاتر از حداکثر استاندارد خاکهای جهان یا شیل جهانی (Turekian and Wedepohl, 1961) با مقدار ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد و عنصر آرسنیک با مقدار ۱۲/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم در آستانه حداکثر استاندارد جهانی خاک با مقدار ۱۳ در منطقه مجاور معدن قرار دارد، مقدار غلظت سایر عناصر در منطقه مجاور معدن و منطقه شاهد پایین‌تر از حداکثر استاندارد خاک‌های جهان (شیل جهانی) است. طبق نتایج بدست آمده جدول‌های ۳ و ۴ میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مجاور معدن را می توان به ترتیب به صورت آرسنیک < مس < نیکل < سرب < آهن نشان داد و میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه شاهد نیز از این روند پیروی می‌کند. از آنجایی که معدن مورد مطالعه از نوع سنگ آهن بود، این نتیجه که غلظت عنصر آهن در هر دو منطقه شدت داشته باشد قابل پیش‌بینی بود. یانگمین و همکاران (Yangmin *et al*., 2006) گزارش دادند ضریب تغییرات فلزات سنگین که تحت عوامل طبیعی کنترل می‌شوند، تقریبا کم و بیانگر محدود بودن عوامل دخیل در تغییرات آنها است؛ در حالی که برای فلزات سنگین متأثر از منابع انسانی، این ضریب زیاد است. مقایسه ضریب تغییرات (معیار پراکندگی) فلزات سنگین نشان داد که بیشترین ضریب تغییرات در بین فلزات متعلق به عنصر سرب در منطقه مجاور معدن با مقدار ۴۲/۸ درصد و کمترین متعلق به عنصر آرسنیک در منطقه شاهد با مقدار ۷ درصد می‌باشد. همچنین میزان ضریب تغییرات برای سایر فلزات در منطقه مجاور معدن نیز پراکندگی نسبتاً بالایی را نشان می‌دهد که می‌توان آن را تحت تأثیر عوامل خارجی، نظیر فعالیت‌های صنعتی منطقه (معدنکاری) دانست. همانند نتایج بدست آمده از این تحقیق در مطالعات زیادی از افزایش ضریب تغییرات فلزات سنگین، برای نشان دادن عوامل متأثر از منابع انسانی به ویژه فعالیت‌های معدنکاری معرفی شده است (Ravankhah *et al*., 2015; Shamsadin *et al*., 2015). یانگ و همکاران (Yang *et al*., 2009) مشاهده کردند که افزایش غلظت بالای فلز سرب در منطقه مجاور معادن تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار دارد. بررسی نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف اسمیرنوف برای کلیه متغیرهای مورد مطالعه نشان داد که سطح معنی‌داری عنصر آرسنیک، مس و آهن در گروه آزمایش کوچکتر از p-value با مقدار ۰/۰۵ است که نشان از نرمال نبودن توزیع داده‌ها در این عناصر است و همچنین در گروه کنترل عنصر سرب با سطح معنی‌داری ۰/۰۴۶ نرمال نمی‌باشد زیرا از p-value مقدار ۰/۰۵ کوچکتر است (شرایط عدم نرمالیتی در گروه آزمایش بیشتر از گروه کنترل است). پس از شناسایی داده‌های غیر نرمال باید آن‌ها را از مجموعه اطلاعاتی که برای پردازش لازم است، خارج کرد و محاسبات آماری و تحلیل‌ها را انجام داد (Aggarwal, 2017). نتایج آزمون کولموگروف–اسمیرنوف بعد از حذف داده‌های غیر نرمال برای تست نرمالیتی داده‌ها به تفکیک دو گروه بررسی شد. در همه متغیرها و در هر دو گروه شرایط نرمالیتی برقرار شد (میزان سطح معنی‌داری عددی بزرگتر از ۰/۰۵ شد). بنابراین آزمون پارامتریک t دو نمونه مستقل استفاده شد. جدول ۵ نتایج آزمون t دو نمونه مستقل را نشان می‌دهد.

اگر سطح معنی‌داری کمتر از ۰/۰۵ باشد یعنی اختلاف معنی‌داری بین غلظت عناصر سنگین در دو منطقه ذکر شده وجود دارد. با توجه به نتایج بدست آمده در جدول ۵ مشخص شد که در همه متغیرها به جز نیکل اختلاف بین میانگین دو گروه معنی‌دار است و در همه متغیرها میانگین گروه آزمایش بالاتر از گروه کنترل قرار دارد؛ که حاکی از افزایش غلظت عناصر سنگین در منطقه تحت تاثیر معدنکاری است. در مطالعه دشتی امیرآباد و همکاران (Dashti amirabad *et al*., 2012) که بر روی اثر باطله‌های سولفیدی در بیابان‌زایی اطراف معادن صورت گرفت نشان داد که نمونه های خاک در منطقه مجاور معدن به عناصر سرب وآرسنیک آلوده هستند. برای مقایسه مناطق شاهد و آلوده از آزمون t استفاده کرد و همچنین یافته‌های او نشان داد که میزان تاج پوشش گیاهی در منطقه تحت اثر آلودگیهای ناشی از اکسیداسیون باطله‌های سولفیدی معدن حدود ۱۷ درصد کمتر از منطقه شاهد می‌باشد که نشان دهنده تخریب خاک و کاهش پتانسیل زمین است. در نتیجه میتوان گفت انتشار ضایعات و باطله‌های حاصل از معدنکاری از جمله دلایل اصلی افزایش غلظت آلاینده‌های فلزی در خاک‌های مناطق مجاور معدن است که باعث تخریب خاک و در نهایت موجب پدیده بیابان‌زایی تکنوژنیک شده است.

همبستگی بین غلظت فلزات سنگین بر اساس ضریب همبستگی پیرسون مورد بررسی قرار گرفت. همبستگی بالا بین غلظت فلزات سنگین خاک می‌تواند بیانگر آن باشد که احتمالاً منبع این فلزات یکسان بوده و عناصری که دارای همبستگی کمی باشند رفتار ژئوشیمی متفاوتی نسبت به عناصر دیگر از خود نشان می‌دهند (Sharma and Raju, 2013; Shamsadin *et al*., 2015; Haghparast and Torshizian, 2019).

جدول ۵- آزمون t برای تعیین معنی دار بودن اختلاف غلظت میانگین عناصر سنگین در مناطق مجاور معدن (گروه آزمایش) و منطقه شاهد (گروه کنترل)

Table 5– t-test to determine the significance of the difference in the average concentration of heavy metals in the adjacent (experiment group) and witness (control group) areas

گروه Group	عناصر Elements	آزمون T مستقل Independent samples T-test						
		T	درجه آزادی Df	معنی داری Significant	میانگین تفاوت Mean difference	تفاوت خطای استاندارد Std.Error Difference	اختلاف فاصله اطمینان ۹۵٪ Confidence interval difference at the 95% level: پایین Lower	بالا Upper
آزمایش و کنترل Experiment and control	آرسنیک As	9.512	31.548	*0.000	3.754	3947	2.949	4.558
	مس Cu	8.633	54	*0.000	7.596	87996	5.832	9.361
	نیکل Ni	1.231	58	0.223	2.459	1.997	-1.540	6.458
	سرب Pb	8.367	29.579	*0.000	31.938	3.817	24.137	39.73
	آهن Fe	7.781	55	*0.000	7778.88	999.667	5775.492	9782.28

نتایج آزمون ضریب همبستگی پیر سون برای برر سی همبستگی خطی بین متغیرهای مختلف در گروه آزمایش، ۷ همبستگی معنی‌دار را نشان داد. به‌طوریکه همبستگی معنی‌دار و مثبتی بین آرسنیک و مس وجود دارد که نشان از منشأ مشترک در ورود عناصر فوق به خاک ا ست. علاوه برآن م شخص شد که همب ستگی مثبت و ب سیار قوی بین آهن با مس و نیکل به ترتیب با مقدار ضریب همبستگی ۰/۸ و ۰/۷۶ است که به خاطر خصوصیات شیمیایی و منشأ مشترک بین این سه عنصر می‌با شد. آهن از نظر شیمیایی ب سیار فعال و رفتار شیمیایی آن م شابه دیگر فلزات می‌با شد (Garavand *et al*., 2012) و شرایط طبیعی و زمین‌زاد در منطقه می‌تواند هم منشأ بودن این عناصر را در نمونه‌های خاک و رسوب اطراف معدن توجیه نماید (مواد مادری). این همبستگی بالا بین عنا صر ذکر شده ن شان داد که در اکثر مواقع می‌توان از غلظت م شاهده شده یک عن صر حضور و میزان غلظت دیگر عناصر را نیز با دقت بالایی تخمین زد. مطالعه خاکهای جنوب شرقی چین نشان داد که بین آهن، مس و نیکل همبستگی بالایی وجود دارد (Wang and Wu, 2008). همبستگی مثبت و قوی بین نیکل با مس با مقدار ۰/۸۲ وجود دارد که با مطالعه سعادتی (Saadati, 2016) در بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک اطراف معدن سنگان خواف کاملاً مطابقت دارد. مقدار ضریب تغییرات عنصر نیکل و مس را میتوان دلیلی بر غالب بودن تأثیر منبع زمین شناسی درتعیین پراکنش این عناصر در منطقه دانست. بین آرسنیک با آهن و نیکل همبستگی معنی‌داری وجود ندا شت. نتایج را ستمنش و همکاران (Rastmanesh *et al*., 2010) در منطقه مس سرچ شمه کرمان همبستگی ضعیف آر سنیک با دیگر عناصر را نشان داده است.

در این مطالعه همبستگی بین سرب با متغیر های نیکل، مس و آر سنیک از نوع معکوس ا ست بدین معنی که با افزایش سرب کاهش در سایر متغیرها مشاهده می‌شود و نشان از منبع متفاوت آنها می‌باشد. از طرفی با توجه به اینکه حضور سرب در باطله‌های معدن سنگان خواف ثبت شده است (Saadati, 2016; Sanjari, 2017) لذا این عنصر آلایندگی در محیط از خود نشان می‌دهد که می‌توان آن را تحت تأثیر عوامل خارجی (فعالیت‌های معدنکاری) دانست. ضریب تغییرات بالای سرب نیز مؤید این نتیجه‌گیری است. مقادیر ضریب همبستگی پیرسون بین عناصر سنگین در منطقه مجاور معدن (گروه آزمایش) نشان داده شده است (جدول ۶).

بررسی شاخص‌های آلودگی خاک

با استفاده از فاکتور آلودگی در میان نمونههای معدنی، عنصر مس و نیکل فاقد آلودگی (کد A) و یا آلودگی پایین (کد B) بوده و عنصر آر سنیک و آهن دارای آلودگی پایین تا متو سط و عن صر سرب آلودگی متوسط تا قابل توجه (کد C) را نشان دادند. در منطقه شاهد، به غیر از دو نمونه با آلودگی متو سط (کد B) در عن صر سرب، سایر عنا صر فاقد آلودگی را نشان می‌دهد. در شکل ۲، متوسط فاکتور آلودگی برای عنا صر آر سنیک، مس، نیکل، سرب و آهن تر سیم شد. در شکل زیر متو سط فاکتور آلودگی برای عنا صر سرب با میانگین ۲/۵ و آهن ۱/۲ در منطقه مجاور معدن دارای آلودگی می‌با شد و عن صر آر سنیک نیز با مقدار ۰/۹۸ با نزدیک شدن بروی خط شاخص، بیانگر خطر آلودگی در منطقه مجاور معدن است.

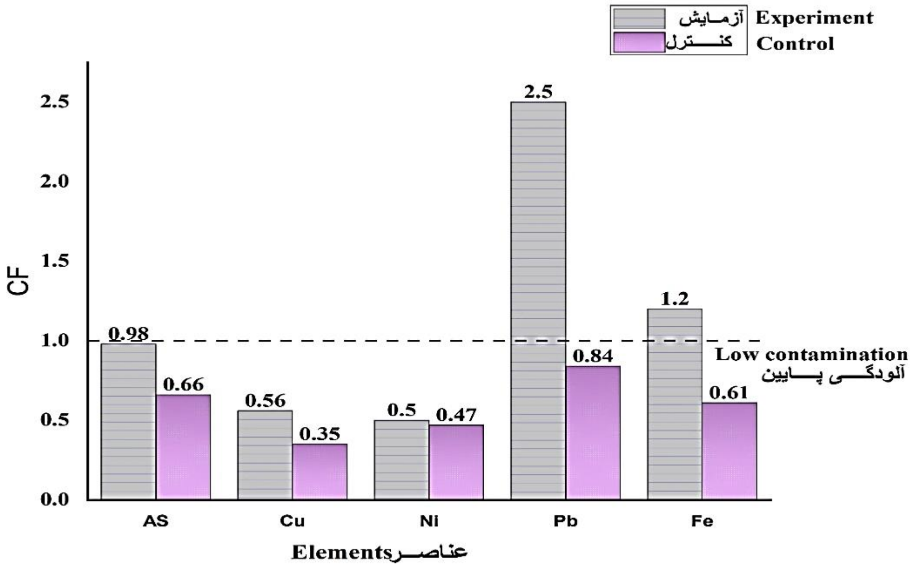
جدول ٦- ضریب همبستگی خطی بین متغیرهای در گروه آزمایش

Table 6- Linear correlation coefficient between variables in the experiment group

	آرسنیک As	مس Cu	نیکل Ni	سرب Pb	آهن Fe
آرسنیک As	1				
مس Cu	0.428*	1*			
نیکل Ni	0.254	0.825*	1		
سرب Pb	-0.475*	-0.512**	-0.409*	1	
آهن Fe	0.315	0.800**	0.764**	-0.296	**1**

* همبستگی در سطح ۰/۰۵ معنادار است. *Correlation is significant at the 0.05 level

** همبستگی در سطح ۰/۰۱ معنادار است. **Correlation is significant at the 0.05 level

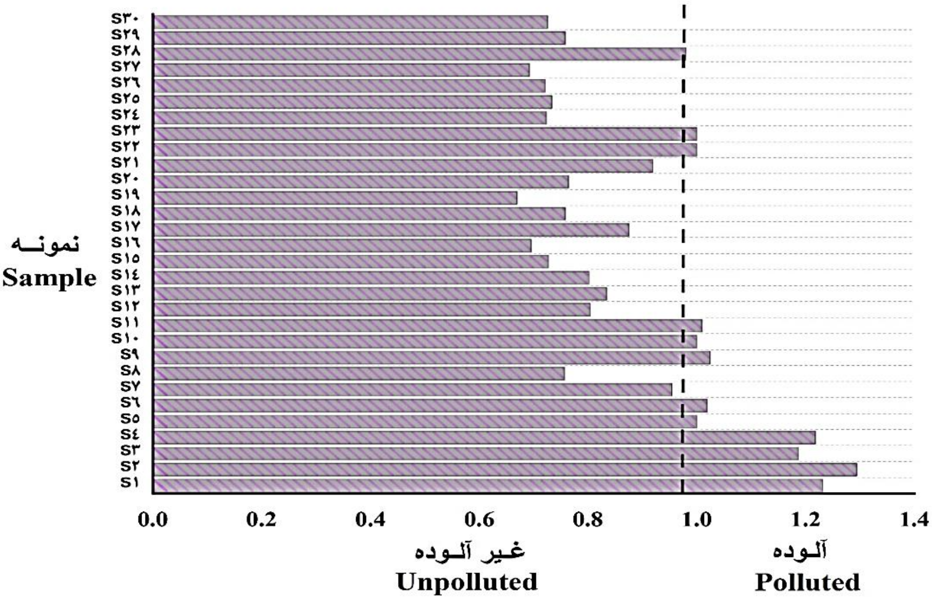


شکل ۲- متوسط فاکتور آلودگی در مناطق مجاور (گروه آزمایش) و شاهد (گروه کنترل)

Figure 2– The Average Contamination factor in the soil samples of the adjacent (experiment group) and witness (control group) areas

مطالعات انجام شده تو سط سی ستانی و همکاران (Sistani *et al.*, 2017) در اطراف مجتمع فولاد کرمان عنصر سرب را دارای آلودگی متو سط تا قابل توجه گزارش دادند، همچنین در مطالعه‌ای که تو سط سعادتی (Saadati, 2016) انجام شد فاکتور آلودگی محا سبه شده ن شان دادکه خاک اطراف معدن سنگان خواف در نتیجه فعالیت های معدنکاری آلوده به آر سنیک (آلودگی قابل توجه) و آهن (آلودگی متوسط) بوده است.

شکل ۳ نمودار شاخص بار آلودگی متعلق به نمونه‌های منطقه مجاور معدن را نشان می‌دهد. نمونه‌ها با مقادیر ۱ حاکی از آلودگی می باشند (Adomako *et al.*, 2008). در منطقه مجاور معدن نمونه هایی که مسافت کمتری به مناطق معدنی دارند بار آلودگی را نشان می‌دهند. نتایج حاصل از مقدار شاخص بار آلودگی در مطالعه سعادتی (Saadati, 2016) نشان داد که بار آلودگی اغلب نمونه ها مقادیر بالاتر از یک ا ست همچنین نق شه پهنه‌بندی بار آلودگی حاکی از آلودگی خاک در اطراف معدن سنگان می‌باشد.



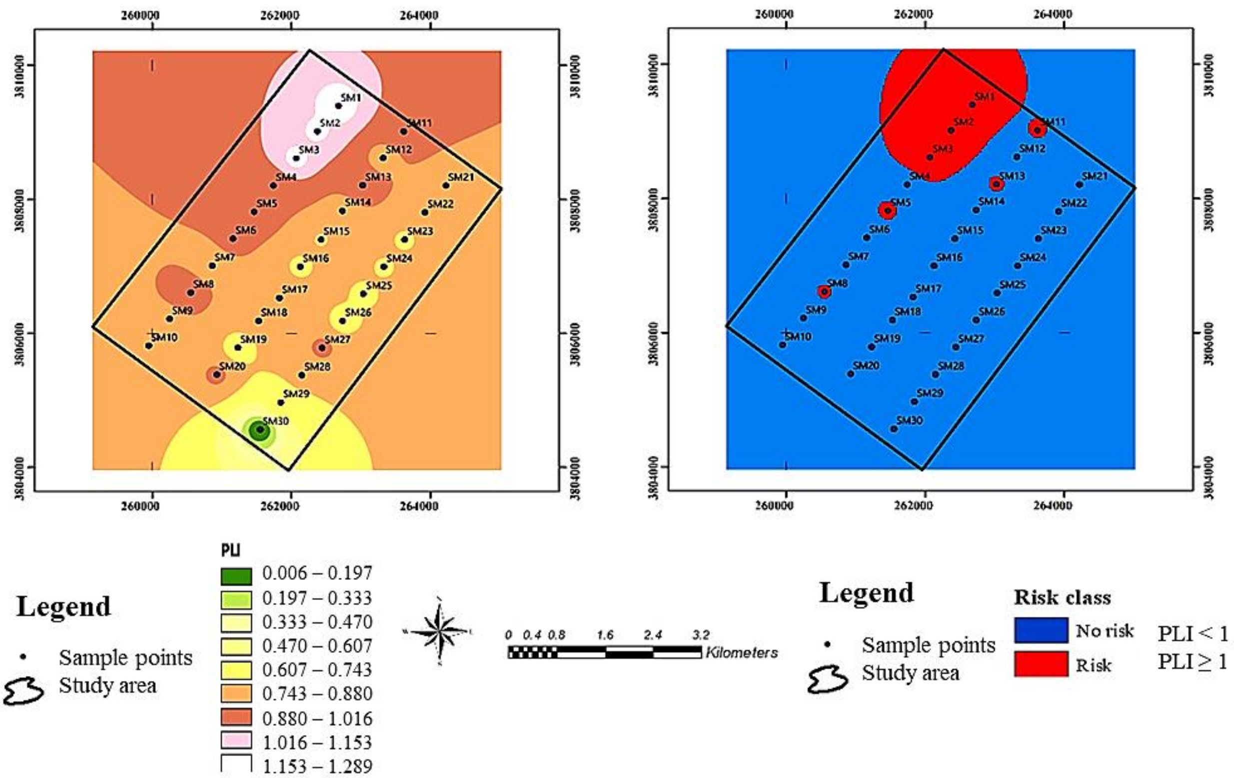
شکل ۳- نمودار PLI محاسبه شده برای نمونه‌های مناطق مجاور معدن

Figure 3- Calculated PLI diagram for the samples of the adjacent area's mine

در شـکل ۴ نقشـه پهنه‌بندی PLI، نشـان داد خاک در اطراف مناطق معدنی از آلودگی برخوردار اسـت. در واقع این نقشـه حاکی از تخریب خاک منطقه در مناطق با بار آلودگی است که شمال منطقه و قسـمت‌هایی از غرب منطقه را در بر می‌گیرد (نقشـه سـمت چپ بار آلودگی منطقه مجاور معدن را به روش درون‌یابی وزن‌دهی معکوس فاصله نشان می‌دهد و نقشه سمت راست نقشه کلاس بندی شده منطقه مجاور معدن بر اسـاس کلاس خطر شـاخص بار آلودگی می باشـد). در مطالعه‌ای که توسـط حسـین‌نیایی و همکاران (Hosseinniaee *et al*., 2021) انجام شـد شـاخص PLI محاسـبه شـده نشـان داد که خاک اطراف معدن آلوده، و باعث کاهش کیفیت خاک شده است در هماهنگی با یافته‌های سایر محققان (Saadati, 2016; Hosseinniaee *et al*., 2021)، در این مطالعه نمونه‌هایی که مسـافت کمتری به مناطق معدنی دارند بار آلودگی بالاتر از ۱ را نشـان می‌دهند در نتیجه تأثیر عوامل انسـان‌زاد (معدنکاری) علاوه بر عوامل طبیعی باعث افزایش غلظت عناصـر در نمونه‌های مجاور با معدن است که نشان از کاهش کیفیت خاک و در نهایت شروع پدیده بیابان‌زایی می‌باشد (Das, 2014).

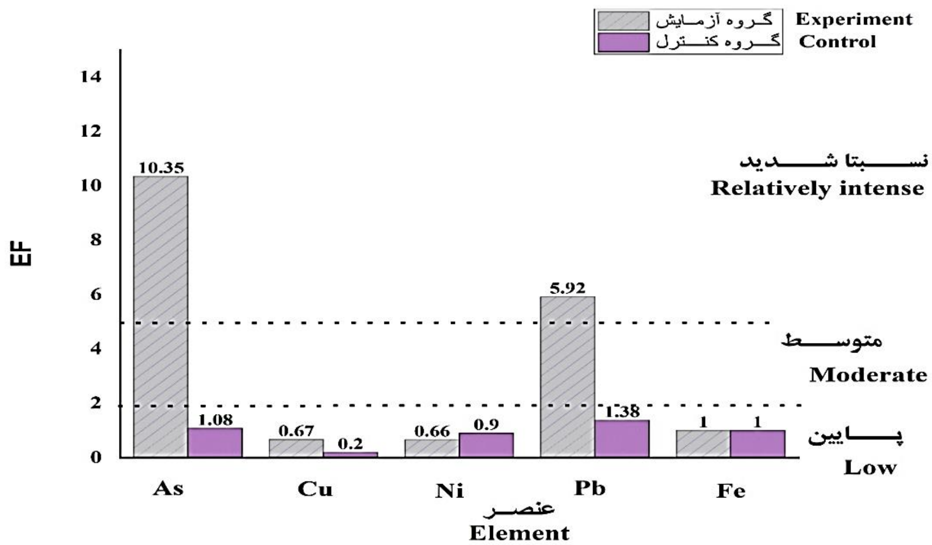
نتایج بدست آمده از ارزیابی شاخص غنی شدگی نیز نشان داد که هر چه مقدار فاکتور غنی سازی بیش‌تر باشد بیانگر آن است که سهم عامل انسـانی در افزایش آلودگی فلز مورد نظر در خاک منطقه بیشـتر است (Nikolaidis et al., 2010). استفاده از این شاخص عناصر نیکل و مس را با حداقل غنی‌شدگی و غنی شدگی اندک (کد A) را در منطقه مجاور معدن نشان داد. درمورد عنصر سرب در منطقه مجاور معدن غنی‌شـدگی متوسـط (کد B) تا قابل ملاحظه (کد C) و نسـبتاً شدید (کد D) را نشان داده است و عنصر آرسنیک غنی شدگی قابل ملاحظه (کد C) و نسبتاً شدید (کد D) داشته است. در منطقه شاهد همه عناصر به غیر از آرسنیک که غنی شدگی حداقل تا متوسط را نشـان دادند. سـایر عناصـر دیگر دارای غنی شـدگی حداقل (کد A) هستند این بدین معنا است که در منطقه شاهد غلظت تمام عناصر منشأ در لیتوژنیک منطقه دارد. در شکل ۵ متوسط غنی‌شدگی عناصر در منطقه مجاور معدن و شاهد نشان داده شده است. نتایج نشان داد که نیکل و مس در رده غنی‌شدگی حداقل است و عنصر سرب دارای غنی‌شدگی حداقل در منطقه شاهد و غنی‌شدگی متوسط و قابل توجه در منطقه مجاور معدن می‌باشد. به دلیل این که عنصر آهن به عنوان عنصر مرجع انتخاب شد، بنابراین محاسبه ضریب غنی شدگی برای عنصر آهن در تمامی نمونه‌ها عدد ۱ بوده است. بر این اساس سرب و آرسنیک با منشأ آنتروپوژنیک در منطقه مشخص شده است که نشان از فعالیت معدنکاری در منطقه است. غنی شدگی آرسنیک را می‌توان به وجود کانی‌های سـولفیدی از قبیل پیریت و اکسـید پیریت در باطله‌های معدنی و هوازدگی سنگ های منطقه و همچنین مورفولوژی بهم ریخته منطقه که باعث بهم ریختگی خاک شده، نسبت داد. بقیه عناصر در منطقه غنی شدگی نشان نداده‌اند که حضور آنها با منشأ لیتوژنیک را توجیه می‌نماید. دبیری و همکاران (Dabiri *et al*., 2017)، آلودگی فلزات سنگین و تعیین منشأ آن‌ها در خاک‌های اطراف ناحیه معدن آهن سنگان، شمال شرق ایران را بررسی نمودند. آنها با بهره‌گیری از فاکتور آلودگی (Cf) و فاکتور غنی‌شـدگی (Ef) نشـان

دادند که غنی‌شدگی قابل توجهی از فلزات سنگین در ناحیه معدنی رخ داده است. داده‌های به دست آمده نشان داد که خاک‌های منطقه به لحاظ عناصر آهن و مس در مقایسه با توزیع نرمال آن‌ها دارای آلودگی می‌باشند و غلظت عناصر آهن و مس توسط منشأ انسان زاد (فعالیت های معدنی) کنترل می‌شود، این در حالی است که بنظر می‌رسد عناصر دیگر همچون سرب و روی عمدتاً منشأ زمین‌زاد دارند.



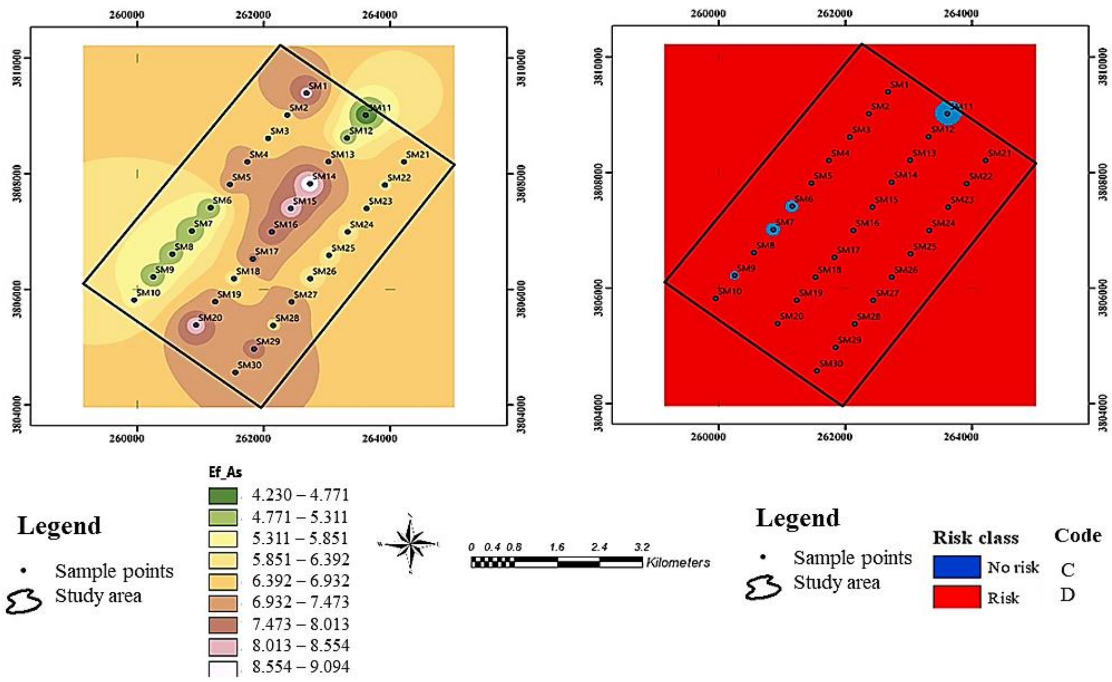
شکل ٤- نقشه پهنه‌بندی بار آلودگی در مناطق مجاور معدن

Figure 4– Pollution load zoning map in the adjacent area's mine



شکل ٥- میانگین فاکتور غنی‌شدگی در مناطق مجاور (گروه آزمایش) و شاهد (گروه کنترل)

Figure 5– The average enrichment factor in the adjacent (experiment group) and witness (control group) areas



شکل ٦- نقشه پهنه بندی میانگین فاکتور غنی سازی عنصر آرسنیک در منطقه مجاور معدن

Figure 6– Zoning map of the average enrichment factor of the arsenic element in the adjacent area's mine

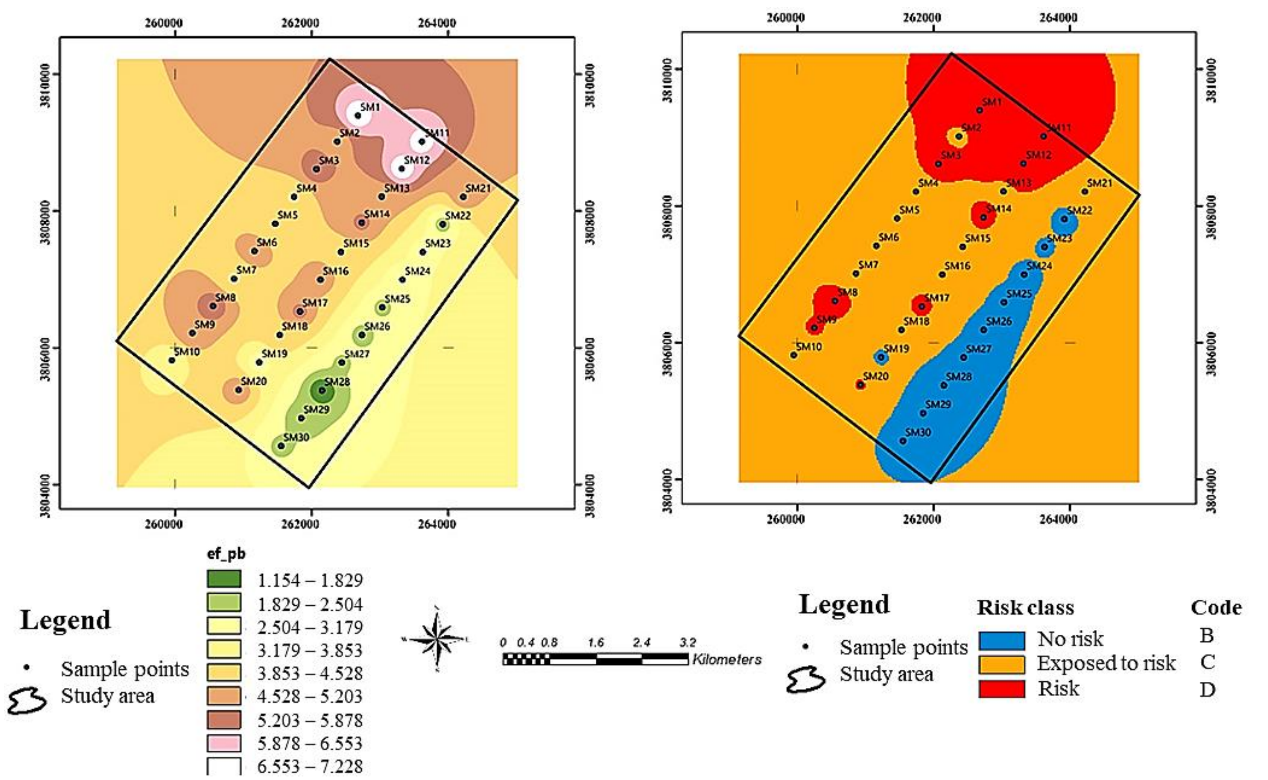
در شـــکل ۶ نقشـــه پهنه‌بندی غنی شـــدگی خاک برای عنصـــر آرسنیک در منطقه مجاور معدن نشان داده شده است. طبق نقشه پهنه بندی، غنی شدگی خاک برای عنصر آر سنیک به غیر از چندین نقطه غنی شدگی متوسط (کد C)، در کلیه منطقه غنی‌شدگی قابل ملاحظه (کد D) را نشـــان داد که بر اســـاس طبقه بندی ژانگ و همکاران (Zhang *et al.*, 2007) زمانی که مقدار EF بیشتر از ۱/۵ است، خود غنی سازی را می‌توان به انسان‌زایی نسبت داد و همچنین با توجه به مواد ا ستخراج شده از معادن و فراوانی آن در خاک‌های اطراف منطقه مورد مطالعه نشان از منشأ آنتروپوژنیک (فعالیت معدنی) آن دارد.

در شکل ۷ نق شه پهنه‌بندی غنی شدگی خاک برای عن صر سرب در منطقه مجاور ن شان داده شده ا ست طبق نق شه پهنه بندی، غنی شـدگی خاک برای عنصـر سـرب در رده غنی شـدگی اندک (کد B)، غنی‌شدگی متوسط (کد C) و غنی‌شدگی نسبتاً شدید (کد D) می‌باشد. شمال منطقه و قسمتی از جنوب غربی منطقه غنی‌شدگی نسبتاً شدید (کد D) را ن شان داد. در ق سمت جنوب شرقی غنی شدگی اندک (کد B) و در ســایر نقاط منطقه مجاور معدن غنی‌شــدگی متوســط (کد C) نمایان اســت. غنی‌ســازی (تجمع) این عنصــر با توجه به فعالیت‌های معدنی منطقه مورد مطالعه قابل انتظار ا ست. ا ستخراج منابع و فعالیت های معدنی ممکن اســـت منجر به انتشـــار، جا به جایی و تجمع (غنی‌شـــدگی) فلزات اطراف معادن شـــود و توزیع ژئوشـــیمیایی فلزات سنگین را بیش از منابع سنگ‌زایی تغییر دهد و همچنین زمینه را برای تخریب و کاهش کیفیت خاک به مرور در آینده که در نهایت منجر به پدیده بیابان‌زایی می شود را فراهم کند (Samuel and Christiana, 2012; Das, 2014).

از بررسی تمامی شاخص‌های آلودگی استفاده شده در این تحقیق (Sutherland, 2000; Hankason, 1980)، همچنین همبســـتگی مثبت و بســـیار قوی بین مس و نیکل می‌توان نتیجه گرفت که مقدار مس و نیکل در محدوده ا ستاندارد مقدار زمینه آنها قرار دارد و ح ضور این دو عنصر در خاک منطقه بیشتر تحت تأثیر عوامل طبیعی و زمین زاد است.

نتیجه‌گیری

این مطالعه در پیوند با م سأله آلودگی‌های محیطزی ست به عنوان یکی از شاخص‌ها و معیارهای تخریب خاک و توسعه بیابان‌زایی انجام شد. نتایج بد ست آمده از آنالیز نمونه‌های خاک و شاخص‌های آلودگی در دو منطقه شاهد و مجاور معدن سنگ آهن سنگان شهرستان خواف نشـان داد که وجود سـایت‌های صـنعتی و معدنی سـنگ آهن (عبور ماشـــین‌آلات حمل ونقل سنگ آهن ، وجود سنگ‌شکن، گودبرداری بی‌رویه‌ی شرکت‌های خ صو صی از منطقه و غربال کردن خاک برای د ستیابی به منافع بی شتر) در منطقه مورد مطالعه و انت شار ضایعات و باطله‌های آن توسـط بادهای فصـلی و محلی از جمله دلایل اصـلی افزایش غلظت آلاینده‌های فلزی در خاک‌های این منطقه بوده است.



شکل ۷- نقشه پهنه‌بندی میانگین شاخص فاکتور غنی سازی عنصر سرب در منطقه مجاور معدن

Figure 7- Zoning map of the average enrichment factor index of the lead element in the adjacent area's mine

خاک مناطق مجاور معدن، آلوده به عنصر سرب گزارش شد که با توجه به بالاتر بودن میانگین غلظت این عنصر نسبت به شیل (مقیاس) جهانی، ضریب تغییرات بالا، مقادیر فاکتور آلودگی و غنی شدگی با منشأ آنتروپوژنیک (فعالیت‌های معدنکاری) کنترل می‌شود. با بررسی شاخص‌های آلودگی، حضور دو عنصر مس و نیکل در خاک منطقه مجاور معدن هیچگونه آلودگی را نشان ندادند که می‌توان آن را تحت تأثیر عوامل طبیعی و ساختار زمین شناختی منطقه دانست. مقدار فاکتور آلودگی و متوسط غلظت عنصر آرسنیک در آستانه حداکثر مقیاس جهانی قرار دارد و فاکتور غنی شدگی، حد قابل ملاحظه تا نسبتاً شدید را نشان داد. غنی‌شدگی آرسنیک را می‌توان به وجود کانی های سولفیدی از قبیل پیریت و اکسید پیریت در باطله معدنی و هوازدگی سنگ‌های منطقه و همچنین مورفولوژی بهم ریخته منطقه که باعث بهم‌ریختگی خاک شده، نسبت داد (در نتیجه فعالیت‌های معدن‌کاری). میانگین غلظت عنصر آهن در منطقه مجاور معدن به حد سمیت نرسیده اما با توجه به مقادیر به دست آمده از شاخص‌های آلودگی علاوه بر منشأ زمین‌شناسی به وضوح تحت تأثیر فعالیت صنعتی و معدنی قرار گرفته که احتمال بروز سمیت در آینده را هشدار می‌دهد. در این پژوهش استفاده از داده‌های زمینی و تحلیل انها در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی، نقش کاربردی این نرم افزار را در تحلیل مکانی به درستی نشان داد. تحلیل مکانی داده‌ها و ارزیابی ریسک خطر هریک از عناصر از نقاط قوت این پژوهش نسبت به دیگر مطالعات انجام شده می‌با شد. در منطقه مجاور معدن نمونه‌هایی که مسافت نزدیکتری به مناطق معدنی دارند، دارای بارآلودگی قابل توجه بوده که نشان دهنده تخریب خاک در این مناطق است. برای حفظ سلامت و اکوسیستم منطقه و جلوگیری از آلودگی و تخریب خاک و همچنین توسعه پدیده بیابان‌زایی ناشی از آن، جلوگیری از ورود فلزات به چرخه زیستی، رفع آلودگی‌های صنعتی با اجرای برنامه‌های بلند مدت و روش‌های کم‌هزینه و سازگار با محیط‌زیست ضروری به نظر است.

با توجه به محدودیت‌های زمانی و مالی در این پژوهش و سمیت عناصر سنگین به ویژه سرب توصیه می شود، مطالعات بیشتری به منظور بررسی شدت تخریب خاک در اطراف مناطق معدنی، نرخ شدت فرسایش خاک مورد تجزیه و تحلیل قرار گیرد و همچنین بررسی ریزگردها در منطقه جهت تعیین آلودگی به عناصر سنگین و پتانسیل توسعه بیماری‌های زیستی و بهداشتی همچون بیماری‌های ریوی، گوارشی، چشمی و ... در مناطق اطراف معدن انجام شود.

سپاسگزاری

این پژوهش ارائه نتایج بخ شی از پایان نامه کار شنا سی ار شد در گروه مدیریت مناطق خ شک و بیابانی داﻧ شکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه فردوسی مشهد و با کد ۵۱۳۸۹ بوده است. لذا، بر خود لازم می‌دانیم از همکاری و حمایت تمام کسانی‌که که به منت ما را در به سـرانجام رسـاندن این پژوهش یاری نمودند کمال تشـکر و سپاسگزاری را داشته باشیم. همچنین از همکاری و زحمات کارشناسان محترم آزمایشگاه مرکزی دانشگاه فردوسی مشهد نیز تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع

1. Adomako, D., Nyarko, B.J.B., Dampare, S.B., Serfor Armah, Y., Osae, S., Fianko, J.R., & Akaho, E.H. (2008). Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana". *Environmental Monitoring Assessment* 141: 165-175.
2. Aggarwal, C.C. (2017). *An Introduction to Outlier Analysis. In: Outlier Analysis*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-47578-3_1.
3. Akbari, M., Ownegh, M., Asgari, H., Sadoddin, A., & Khosravi, H. (2016). Soil erosion risk assessment using the CORINE model (Case study: Semiarid region in Golestan Province). *Desert Ecosystem Engineering Journal 12*(5): 63–78. (In Persian with English abstract)
4. Akbari, M., Jafari Shalamzari, M., Memarian, H., & Gholami, A. (2020a). Monitoring desertification processes using ecological indicators and providing management programs in arid regions of Iran. *Ecological Indicicator* 111: 106011. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106011.
5. Akbari, M., Feyzi Koushki, F., Memarian, H., Azamirad, M., & Noughani, M. (2020b). Prioritizing effective indicators of desertification hazard using factor-cluster analysis, in arid regions of Iran. *Arabian Journal of Geosciences 13*(8): 1-17. https://doi.org/10.1007/s12517-020-05296-9.
6. Aluko, T.S., Njoku, K.L., Adesuyi, A.A., & Akinola, M.O. (2018). Health risk assessment of heavy metals in soil from the iron mines of Itakpe and Agbaja, Kogi State, Nigeria. *Pollution 4*(3): 527-538. https://doi.org/10.22059/poll.2018.243543.330.
7. Chen, F.W., & Liu, C.W. (2012). Estimation of the spatial rainfall distribution using inverse distance weighting (IDW) in the middle of Taiwan. *Paddy Water Environment* 10: 209–222 https://doi.org/10.1007/s10333-012-0319-.
8. Cocheci, R.M., Iano, I., Sârbu, C.N., Sorensen, A., Saghin, I., & Secăreanu, G. (2019). Assessing environmental fragility in a mining area for specific spatial planning purposes. *Moravian Geographical Reports 27*(3): 169–182. https://doi.org/10.2478/mgr-2019-0013.
9. Dabiri, R., Bakhshi Mazdeh, M., & Mollai, H. (2017). Heavy metal pollution and identification of their sources in soil over Sangan iron-mining region, NE Iran. *Journal of Mining & Environment 8*(2): 277-289. https://doi.org/10.22044/jme.2016.820.
10. Damian, G., Lanzerstorfer, C., Damian, F., & Lepure, G. (2018). Distribution of Heavy Metals and Minerals in the Various Size Fractions of Soil from Copșa Mică România. *Water, Air & Soil Pollution* 229**:** 202. https://doi.org/10.1007/s11270-018-3862-6.
11. Darwish, T., Khater, C., Jomaa, I., Stehouwer, R., Shaban, A., & Hamze, M. (2011). Environmental impact of quarries on natural resources in Lebanon. *Land Degradation & Development* 22: 345–358. https://doi.org/10.1002/ldr.1011.
12. Das, B. (2014). Environmental impact due to iron ore mining in Chhattisgarh. *Recent Research in Science and Technology 6*(1): 27-29.
13. Dashti Amirabad, J., Akhvan ghalibaf, M., & khodaparast, R. (2012). *The effect of sulphide tailings (pyrite) in desertification around mines and its role in soil contamination with heavy elements*. The first national desert conference science, technology and sustainable development. Tehran. (In Persian with English abstract)
14. FAO/UNEP. (2001). *Land Degradation Assessment in Dray land* (LAND), United Nations Environment Program, Global Environment Facility (GEF). p.67
15. Feyzi Koushki, F., Akbari, M., Memarian, H., & Azamirad, M. (2019). Identifying and Ranking Important Factors of Desertification in Khorasan Razavi Province using Delphi Method, *Geography and Environmental Hazards 8*(31): 205-225. https://doi.org/10.22067/geo.v0i0.84127.
16. Garavand, M., Ghasemi, H., & Hafezi Moghddas, N. (2012). Geochemical and Environmental Assessment of the Heavy Metals in the Soils Derived from the Gorgan Schists. *Scientific Quarterly Journal, GEOSCIENCES 8*(22): 35-46.
17. Golmohammadi, A., Karimpour, M H., Haidarian Sahahri, M.R., Mazaheri, S.A., & Rahimi, B. (2017). Interpretation of the magnetic anomalies of the western mines of Sangan Ironstone using geology and borehole data. *Iranian Journal of Geophysics 11*(2): 87-109.

18. Golmohammadi, A., Karimpour, M.H., Malekzadeh Shafaroudi, A., & Mazaheri, S.A. (2015). Alterationmineralization, and radiometric ages of the source pluton at the Sangan iron skarn deposit, northeastern Iran. *Ore Geology Reviews 65*(2): 545–563. https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2014.07.005.
19. Haghparast, M., & Torshizian, H. (2019). Assessment of heavy metals concentrations and pollution in sediments of Almejogh Ophiolite Region (North-East of Iran). *Journal of Environmental Science and Technology 21*(4). (In Persian with English abstract)
20. Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach, *Water Research 14*(8): 975-1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8.
21. Hosseinniaee, S., Jafary, M., Tavili, A., & Zar, S. (2021). Geochemical and ecological assessment of some heavy metals in the soil around the lead and zinc mine in northwestern of Iran. Iran. *Journal of Health and Environment 14*(1): 159-172. (In Persian with English abstract)
22. Hubert, H., Akimpaya, B., & Bazimenyea, J. (2019). Evulation of soil contaminiation in mining area of RWANDA. *American Journal of Water Science and Engineering 5*(1): 9-15. https://doi.org/10.11648/j.ajwse.20190501.12.
23. Jorfi, S., Maleki, R., Jaafarzadeh, N., & Ahmadi, M. (2017). Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran. *Data in Brief* 15: 584–590. https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.10.017.
24. Khashtabeh, R., Akbari, M., Heydari, A., & Najafpoor, A. (2021). *Investigation of changes in heavy metal concentrations and ecological indicators of soil pollution in the areas around Sangan Khaf mine and its effect on human health risk and increase soil degradation.* M.Sc Thesis. Faculty of Natural Resources and Environment. Ferdowsi University of Mashhad. (In Persian with English abstract)
25. Khashtabeh, R., Akbari, M., Kolahi, A., & Talebanfard, A. (2020). Assessing the effects of desertification control projects using socio-economic indicators in the arid regions of eastern Iran. *Environment, Development and Sustainability* 23: 10455–10469. https://doi.org/10.1007/s10668-020-0106-6.
26. Kowalska, J.B., Mazurek, R., Gąsiorek, M., & Zaleski, T. (2018). Pollution indices as useful tools forthe comprehensive evaluation of the degree of soil contamination–A review. *Environmental Geochemistry and Health* 40: 2395–2420. https://doi.org/10.1007/s10653-018-0106-z.
27. Mazhari, N. (2016). *Geology, mineralization, geochemistry, geochronology and isotope studies in eastern anomalies of Sangan mine, Khaf, Khorasan Razavi province*. Ph.D. Dissertation. Ferdowsi University of Mashhad Faculty of Sciences. 20-23
28. Mbaya, R.P. (2013). Land Degradation Due to mining: The gunda scenario. *International Journal of Geography and Geology 2*(12): 144-158 . https://doi.org/10.18488/journal.10/2013.2.12/10.12.144.158.
29. Nikolaidis, C., Zafariadis, I., Mathiodakis, V., & Constantinidis, T. (2010). Heavy metal pollution associated with an abandoned Lead- Zinc Mine in the Kirki region, NE Greece. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicolology* 85: 307-312. https://doi.org/10.1007/s00128-010-0079-9.
30. Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere* 191: 626-638. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.078.
31. Rakesh Sharma, M.S., & Raju, N.S. (2013). Correlation of Heavy Metal contamination with Soil properties of Industrial areas of Mysore, Karnataka, India by Cluster analysis. *International Research Journal of Environment Sciences 2*(10): 22-27.
32. Rastmanesh, F., Moore, F., Kharratikopaei, M., Keshavarzi, B., & Behrouz, M. (2010). Heavy metal enrichment of soil in Sarcheshmeh copper complex, Kerman, Iran. *Environmental Earth Sciences 62*(2): 329-336.
33. Ravankhah, N., Mirzaei, R., & Masoum, S. (2015). Evaluation of Geoaccumulation Index, Contamination Factor, and Principal Component Analysis for Estimating Soil contamination. *Iranian Journal of Health & Environent 8*(3). (In Persian with English abstract)
34. Rezaeipour Baghdar, A., Vagarfard, H., Azimzadeh, H.R., Gholami, H., & Esmaeilpour, Y. (2015).Study of Pollution of Waste Water Caused by Iron Ore Processing in Desert Areas (Case Study: Bafgh Area). *Iranian Scientific Association of Desert Management and Control* 4: 14-25. (In Persian with English abstract)
35. Saadati, E. (2016). *Investigating the environmental effects of the extraction of placer iron ore mines in Sangan Khaf region on water and soil resources*. Master's thesis. Department of Geology - Environmental Geology. International Campus of Ferdowsi University of Mashhad.
36. Sahu, H B., & Dash, S. (2011). *Land Degradation due to Mining in India and its Mitigation Measures*. Second International Conference on Environmental Science and Technology, February 26-28, 2011, Singapore.
37. Salman, T. (2019). *Mapping the Distribution of Heavy Metals in Soils and Plants in Alluvial Plain of the Tigris River, Southern Baghdad*. Master's thesis. Ferdowsi University of Mashhad, Faculty of Basic Sciences, Department of Geology, 5:7.
38. Samuel, K., & Christiana, M.A.O. (2012). Heavy metal pollution around Itakpe mine, Kogi State, Nigeria. *International Journal of Physical Sciences* 7: 5062-5068.
39. Sanjari, M. (2017). *Determination of Heavy Elements and Environmental Pollution in the Area of Dardvey Iron*

Mine. Master's thesis. Ferdowsi University of Mashhad, Faculty of Basic Sciences, Department of Geology. 64-65.

40. Shamsadin, H., Jalali, V., & Jafari, A. (2015). Application of multivariate statistical methods and environmental pollution indices in evaluation of distribution of heavy metals. *Journal of Water and Soil Resources Protection 4*(3). (In Persian with English abstract)
41. Shamsaddin, H., Jafari, A., Jalali, V., & Schulin, R. (2020). Spatial distribution of copper and other elements in the soils around the Sarcheshmeh copper smelter in southeastern Iran. *Atmospheric Pollution Research 11*(10): 1681-1691. https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.07.002.
42. Sistani, N., Moeinaddini, M., Khorasani, N., Hamidian, A.H., Taleshi, M.S., & Azimi Yancheshmeh, R. (2017). Heavy metal pollution in soils adjacent to Kerman steel industry: evaluation of metal richness and degree of pollution. *Iranian Journal of Health and Environment 10*(1): 75-86. (In Persian with English abstract)
43. Sutherland, R.A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology 39*(6): 611-627. https://doi.org/10.1007/s002540050473.
44. Taylor, S.R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta 28*(8): 1273-1285. https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2.
45. Taylor, S.R., & McLennan, S.M. (1995). The geochemical evolution of the continental crust. *Advancing Earth and Space Science 33*(2): 241-265. https://doi.org/10.1029/95RG00262.
46. Tepanosyan, G., Sahakyan, L., Belyaeva, O., & Asmaryan, S.H. (2018). Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health. *Science of The Total Environment* 639: 900-909. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.211.
47. Teplická, K., Khouri, S., Beer, M., & Rybárová, J. (2021). Evaluation of the Performance of Mining Processes after the Strategic Innovation for Sustainable Development. *Processes* 9: 1374. https://doi.org/0.3390/pr9081374.
48. Thomilson, D.C., Wilson, D.J., Harris, C.R., & Jeffrey, D.W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolander Meeresunters* 33: 566–575. https://doi.org/10.1007/BF02414780.
49. Turekian, K.K., & Wedepohl, K.H. (1961). Distribution of elements in some major units of the earth crust. *The Geological Society of America 72*(2): 175-192. https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175.
50. Wang, L., & Wu, J. (2008). Spatial variability of heavy metals in soils across a valley plain in Southeastern China. *Environmental Geology 55*(6): 1207-1217.
51. Wiel, H.J. (2003). *Determination of elements by ICP-AES and ICP-MS" (RIVM) Bilthoven*, The Netherlands. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) 4-46.
52. Xiao, Y., Gu, X., & Yin, S. (2016). Geostatistical interpolation model selection based on ArcGIS and spatio-temporal variability analysis of groundwater level in piedmont plains, Northwest China. *SpringerPlus 5*(425). https://doi.org/10.1186/s40064-016-2073-0.
53. Xiaoa, R., Wangc, S.H., Lia, R., Wangb, J.J., & Zhanga, Z. (2017). Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 141: 17–24. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.002.
54. Yang, P., Mao, R., Shao, H., & Gao, Y. (2009). An investigation on the distribution of eight hazardous heavy metals in the suburban farmland of China. *Journal of Hazardous Materials 167*(1): 1246-1251. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.127.
55. Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., & Posmentier, E.S. (2006). Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China, *Science of the Total Environment 355*(1– 3): 176–186. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.026.
56. Zanganeh, F., Heidari, A., Sepehr, A., & Rohani, A. (2022). Bioaugmentation and bioaugmentation–assisted phytoremediation of heavy metal contaminated soil by a synergistic effect of cyanobacteria inoculation, biochar, and purslane (*Portulaca oleracea* L.). *Environmental Science and Pollution Research* 29: 6040–6059. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16061-0.
57. Zhang, X.Y., Feng, Y., Jing, T., Ouyang, X.Y., Liang, C., & Weiqi, C. (2007). Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China Luoping. *Marine Pollution Bulletin 54*(7): 974-982.